

梨园河流域景观格局对地表水质的影响

王 昱^{1,2}, 李能安¹, 雒天峰³, 张 英⁴, 袁兴鹏¹,
田 苗¹, 信雅玲¹, 胡飞燕¹

(1. 兰州理工大学能源与动力工程学院, 甘肃 兰州 730050; 2. 甘肃省生物质能与太阳能互补供能系统重点实验室, 甘肃 兰州 730050; 3. 甘肃省水利厅水利工程建设造价与规费管理中心, 甘肃 兰州 730046;
4. 甘肃省水环境监测中心, 甘肃 兰州 730000)

摘 要: 研究景观格局对内陆河水质的影响程度和机制对于干旱区内陆河流域水环境保护具有重要意义。本文以临泽县梨园河为研究对象, 基于景观格局数据及实测水质数据, 采用冗余分析和相关性分析探究了不同缓冲区内景观格局与水质之间的关系。结果显示: 研究区水体总体符合Ⅱ类水质标准, 除化学需氧量(COD_{Cr})浓度均值处于Ⅲ类水质标准, 溶解氧(DO)、总磷(TP)、高锰酸盐指数(COD_{Mn})和氨氮(NH₃-N)浓度均值满足Ⅱ类水质标准; 缓冲区景观组成均以耕地为主, 建设用地次之; 对景观指数进行分析发现人类活动在缓冲区内强弱不均, 100 m缓冲区内人类干扰程度最大。耕地面积占比与DO、TP、电导率(EC)、溶解性固体(TDS)、TP和盐度呈显著正相关, 建设用地与TP和NH₃-N呈显著正相关, 最大斑块指数(LPI)、蔓延度指数(CONTAG)与水质指标呈正相关, 斑块密度(PD)、边缘密度(ED)、景观形状指数(LSI)、香农多样性指数(SHDI)与水质指标呈负相关; 冗余分析显示景观构成和景观指数对水质指标变化的解释率均在300 m缓冲区内最高, 确定了300 m缓冲区是景观格局对水质指标影响的最佳缓冲区尺度。因此, 通过优化300 m缓冲区内景观结构可提升景观对污染物的截留吸附能力, 达到改善梨园河流域水质效果。

关键词: 相关性分析; 景观格局; 水质; 梨园河

地表水资源对于维持社会稳定发展和保障生态安全至关重要, 是人类生存与发展的重要基础^[1]。然而, 随着人口增加、城镇化进程加快以及社会经济的快速发展, 地表水污染已成为严重的环境问题之一^[2-3]。造成地表水污染的主要原因可分为点源污染和非点源污染两种^[4]。经过长期的监督管理, 各类点源污染在众多区域已经得到了有效治理, 但非点源污染具有分布范围广、随机性强、潜伏周期长以及不易治理等特性, 已经成为影响河流水质变化的重要污染源^[5], 而景观格局是影响非点源污染物输入、迁移转化和输出的关键因素^[6]。景观格局是指地表景观要素在一定区域内的景观构成和空间配置, 其中景观构成是各种自然活动和人类

活动的外在客观表现^[7], 反映着流域内“源”“汇”景观类型的组成, 而景观空间配置决定着物质循环和能量流动过程, 会使污染物的发生、迁移和转化等过程产生差异^[8]。研究表明, 耕地中未被作物吸收的氮磷养分和建设用地中工业生产及居民生活排放的废水会随地表径流进入河流, 致使水质恶化, 而林草面积增加可滞留污染物进入河流, 能起到净化水质作用^[9]。如胡琳等^[10]分析了长江支流龙川江的景观格局与水质关系后, 发现TN与耕地和建设用地呈正相关, 而林草地对水质具有正调控效应。此外, 景观聚集度、破碎度和连通性会影响物质在斑块之间的传播扩散能力^[11]。吕乐婷等^[12]对东江流域的研究表明, 以林草地为主的上游, 较高

收稿日期: 2024-08-07; 修订日期: 2024-09-11

基金项目: 国家自然科学基金项目(52169015); 甘肃省重点研发计划(23YFFA0020); 甘肃省2023年水利科研与技术推广项目(23GSLK032)

作者简介: 王昱(1979-), 男, 教授, 博士, 主要从事河流水生态与水环境研究。E-mail: wangyu-mike@163.com

通讯作者: 雒天峰。E-mail: ltf871@163.com

的景观聚集度和连通性会加强林草地对总氮总磷的截留吸附能力。然而,相对于植被覆盖度高的湿润地区,干旱内陆区林草地面积占比较低且景观破碎度高^[13],这种格局的变化可能会改变地表径流、物质循环和其他水文活动,从而影响水体的污染物含量^[14]。此外,干旱内陆区的农业灌溉回归水也会加剧河流水质污染^[15]。因此,研究干旱内陆区景观格局与河流水质的关系,对干旱区内陆区水环境保护和景观格局合理配置具有重要的指导意义。

梨园河属于西北干旱区内陆河黑河水系,是黑河最大的一级支流,也是临泽县及梨园河灌区最重要的水源,流域内灌区农业发达,林草地面积较少,景观破碎度高,导致景观格局对河流水质的影响更为突出,且河网水系相对密布使得水质对土地利用模式的响应更为敏感复杂^[16]。本文以梨园河为研究对象,在划分多个圆形缓冲区的基础上,运用遥感解译和相关性分析等方法,分析梨园河景观格局与河流水质的关系,识别河流水质对景观格局的最佳响应尺度,为干旱区内陆河流域景观优化及水质改善提供科学参考。

1 数据与方法

1.1 研究区概况

梨园河(38°40′~39°30′N, 99°30′~100°30′E)发源于祁连山北麓锅盖沟与马圈沟,属于河西内陆河

流域,主要河段分布在张掖盆地,对促进河西地区的经济发展有重要意义。梨园河全长 169 km,流域面积 2240 km²,多年平均径流量为 2.37×10^8 m³,主要来源于祁连山区的冰雪融水和汛期降水补给,最终在临泽县鸭暖镇野沟湾注入黑河干流。梨园河流域属大陆性干旱气候,多年平均降水量为 100~500 mm,多年平均蒸发量为 900~1500 mm,降水稀少而蒸发强烈^[17]。海拔变化对降水量、蒸发量和气温影响显著,从上游到下游随着海拔高度的降低,蒸发量和气温有明显的上升趋势,而降水量呈明显的下降趋势,具有明显的垂直分带性。梨园河自南向北流经临泽县,全县总面积 79 km²,县内土地利用类型主要有耕地、草地、水域、沙漠、戈壁等,总灌溉面积 7.38×10^4 hm²,其中农田 3.85×10^4 hm²,是河西走廊重要的农业县。

1.2 数据来源及处理

根据梨园河水系的空间分布特征,结合野外实地调查,在梨园河临泽段共布设 14 个具有代表性的水质采样点,如图 1 所示。于 2023 年 7 月、8 月和 9 月在梨园河采样 3 次,共采集 42 个水样。现场使用哈希便携式水质分析仪测定溶解性总固体(TDS)、溶解氧(DO)、盐度(S)、水温(WT)、pH 值和电导率(EC)6 项水质指标,同时在每个监测点用聚乙烯瓶取 1000 mL 水样保存在 4℃ 保温箱中并带回实验室用于测定化学需氧量(COD_{Cr})、氨氮(NH₃-N)、总磷

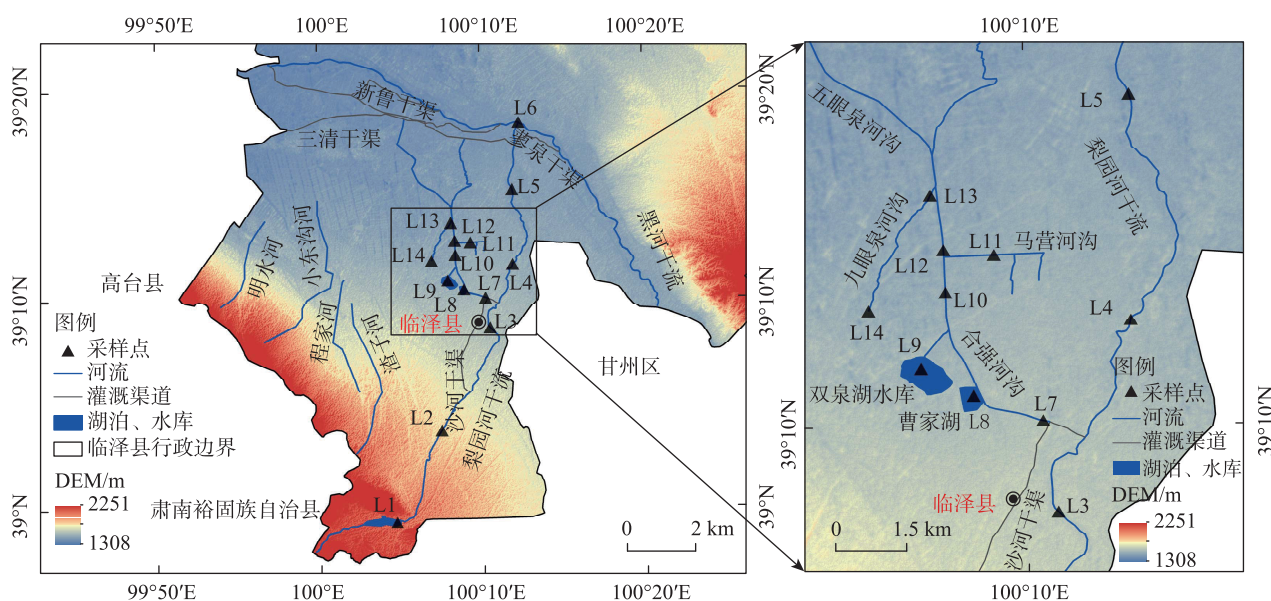


图1 研究区概况图

Fig. 1 Overview map of the study area

(TP)以及高锰酸盐指数(COD_{Mn})浓度(表1),最终实验数据取3个月的平均值进行分析。

表1 水质各项指标的分析方法
Tab. 1 Methods of analysis of water quality indicators

编号	指标	分析方法	最低检出率/(mg·L ⁻¹)	方法出处
1	TP	钼酸铵分光光度法	0.01	HJ636-2012
2	NH ₃ -N	纳氏试剂分光光度法	0.05	HJ535-2009
3	COD _{Cr}	重铬酸钾法	10	HJ828-2017
4	COD _{Mn}	滴定法	0.5	GB11892-89

本研究数据源为美国陆地卫星 Landsat 9 遥感影像数据,在美国地质调查局(<http://www.usgs.gov/>)下载了1景2023年7月9日质量较好的影像数据。先对影像数据进行辐射校正和大气校正等预处理,借助ENVI 5.6软件中的最大似然算法对土地利用进行监督分类。参照国家标准《土地利用现状分类》(GB/T 21010-2017),将解译出的土地利用类型分为沙地、草地、水域、耕地和建设用地。借助野外实地调查,通过混淆矩阵对分类结果进行验证,最终Kappa系数为0.87,符合本文研究需求。运用ArcGIS 10.2建立14个监测点的缓冲区,根据已有研究^[18-19],缓冲半径选取100 m、200 m、300 m、400 m、600 m、800 m和1000 m,并与解译的土地利用类型数据叠加获得各个缓冲区的土地利用数据,导入Fragstats 4.2软件中计算景观格局指数。

1.3 研究方法

1.3.1 景观指数法 景观生态学中常用景观指数作为量化景观格局和特征的研究方法^[20],本研究选择能够衡量景观多样性、破碎度、聚集度和优势度情况的斑块密度(PD)、边缘密度(ED)、最大斑块指数(LPI)、景观形状指数(LSI)、蔓延度指数(CONTAG)和香农多样性指数(SHDI),各个景观指数的生态含义如表2所示。

1.3.2 统计分析 在Excel中对水质数据和景观格局数据进行前期处理,利用Pearson相关性分析方法在IBM SPSS Statistics 20中对景观格局和水质数据进行相关性分析。使用Canoco 5软件对水质进行去趋势对应分析(Detrended Correspondence Analysis, DCA),分析结果显示,排序轴的最长梯度<3,故选

表2 景观指数的生态含义

Tab. 2 Ecological implications of landscape indices

景观指数	生态含义
斑块密度(PD)	单位面积上的斑块数,反映景观破碎化程度
边缘密度(ED)	反映单位面积上各斑块类型边界长度或总边界长度
最大斑块指数(LPI)	反映景观的优势类型,也可间接反映人类活动的干扰程度,LPI值越大,人类干扰程度越高
景观形状指数(LSI)	LSI值越大,表示景观斑块不规则化程度越高,空间异质特征越高
蔓延度指数(CONTAG)	反映景观不同斑块类型的团聚程度和延展趋势,表征景观类型的聚散性程度
香农多样性指数(SHDI)	SHDI值越大,景观类型越丰富,空间异质特征越强

择冗余分析(Redundancy Analysis, RDA)。本文以水质指标作为响应变量,景观格局数据作为解释变量,揭示不同缓冲区景观构成和景观指数对河流水质变化的贡献程度,识别水质指标对景观格局的最佳响应尺度。

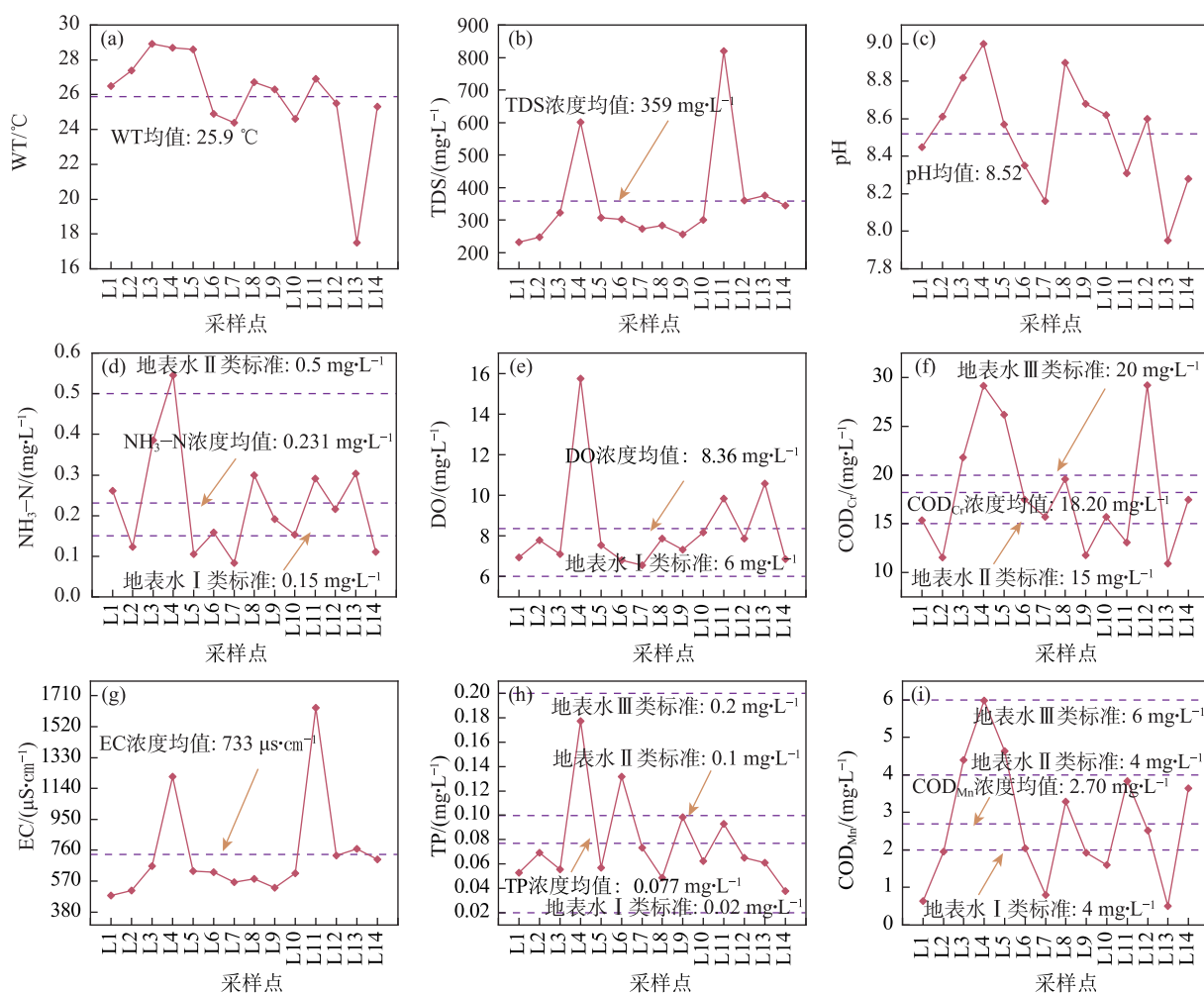
2 结果与分析

2.1 水质指标变化特征

根据国家《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)常规水质评价标准,研究区水体总体符合Ⅱ类水质标准。梨园河水质参数的均值和变化范围可知(图2),pH值主要分布在7.95~9之间,属于弱碱水,在标准限值范围内,DO的浓度均值为8.36 mg·L⁻¹,符合Ⅰ类水质标准,TP、COD_{Mn}、NH₃-N和COD_{Cr}的浓度均值分别为0.077 mg·L⁻¹、2.70 mg·L⁻¹、0.23 mg·L⁻¹和18.20 mg·L⁻¹,除COD_{Cr}浓度均值处于Ⅲ类水质标准外,其他3项水质指标浓度均值处于Ⅱ类水质标准。不同采样点的水质指标浓度存在差异,位于农田附近的L4采样点,NH₃-N、COD_{Cr}、TP和COD_{Mn}的浓度显著高于其他采样点(图2d,图2f,图2h,图2i),但当河道中生长大量水生植物时,DO含量较高(图2e),水体自净能力增强。L11采样点的TDS和EC浓度显著高于其他采样点(图2b,图2g),可能是因为河道中流入了含有溶解性物质的灌溉用水。

2.2 不同空间尺度缓冲区土地利用特征

按照不同空间尺度对土地利用类型面积占比



注:WT为温度,TDS为溶解性固体,pH为酸碱度,NH₃-N为氨氮,DO为溶解氧,COD_{Cr}为化学需氧量,EC为电导率,

TP为总磷,COD_{Mn}为高锰酸盐指数。

图2 监测断面水质指标变化特征

Fig. 2 Characteristics of changes in water quality indicators at monitoring sections

进行统计分析(图3),研究区土地利用类型主要以耕地为主,建设用地次之。不同空间尺度的土地利用类型面积占比存在差异,建设用地和水域面积占比随着缓冲区半径的增加呈减小趋势,两者面积占比最大值均为29%且在100 m缓冲区内,沙地面积占比呈增加趋势,但最大占比仅为13%,而耕地面积占比先增大后减小,但面积占比仍保持在50%左右,草地面积占比不超过2%,对景观格局影响甚微。

2.3 不同空间尺度缓冲区景观特征

梨园河流域不同缓冲区景观指数的差异如图4所示,PD、LPI和ED值随着缓冲区半径的增加呈逐渐下降趋势,在100 m缓冲区内PD、LPI和ED的中位数、最大值和最小值最大,说明该缓冲区内景观破碎化程度、人类干扰强度及斑块之间的相互作用

程度最大,而SHDI、CONTAG和LSI值随着空间尺度的增加呈逐渐增加趋势,SHDI、CONTAG和LSI值在1000 m缓冲区内取得最大值,表明该空间尺度内景观类型的丰富度及均衡化高、不同斑块之间的聚集程度和连通性高。

2.4 不同空间尺度景观组成与水质的相关性

利用Pearson相关分析法对梨园河流域景观组成面积和水质指标进行分析(图5),DO与耕地在不同空间尺度内均呈现正相关关系,且在200 m和400 m缓冲区内呈显著正相关,表明随着耕地面积的增加,水体中的DO含量也相应增加,这可能是由于干旱区内陆河流两岸林草地面积较少,耕地中的作物向河流中提供了部分溶解氧;TP与耕地和建设用地之间也存在显著关系,在300 m、400 m和600 m缓冲区内,TP与耕地和建设用地呈显著正相关,但

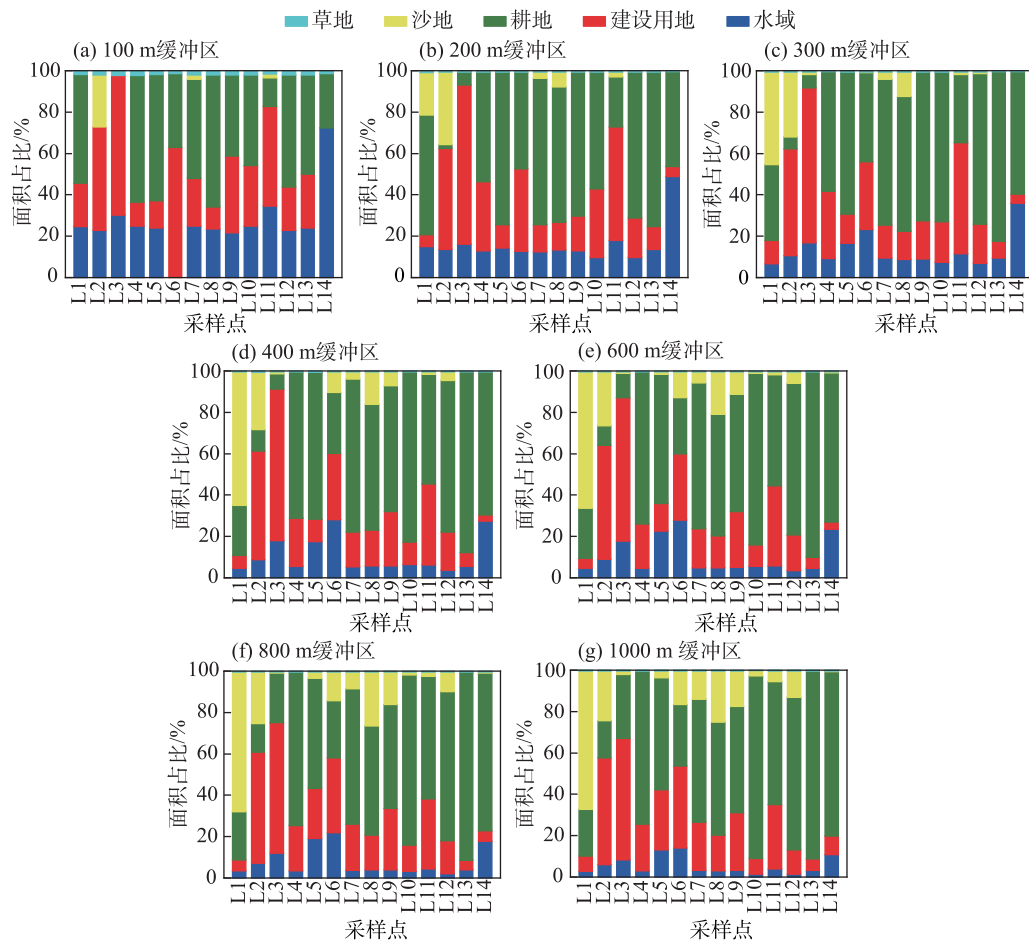
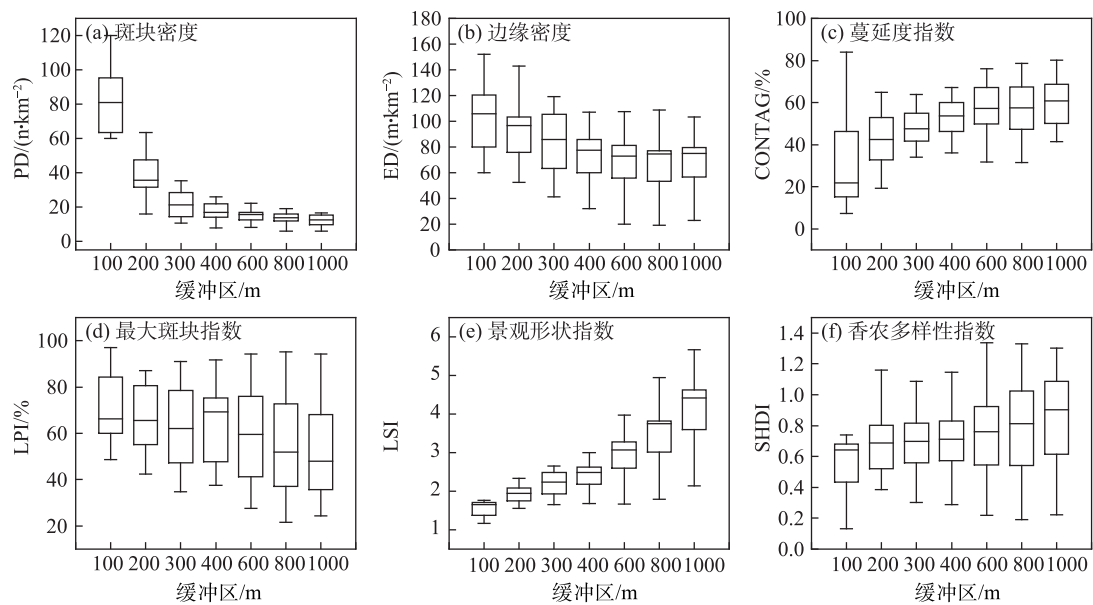


图3 不同尺度缓冲区内景观组成面积占比

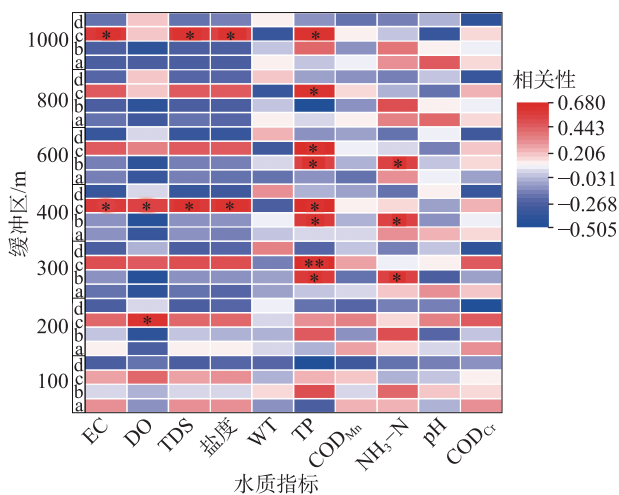
Fig. 3 Percentage of landscape composition area within buffer zones at different scales



注:n斑块类型;m斑块类型面积。

图4 不同空间尺度景观指数变化趋势

Fig. 4 Trends in landscape indices at different spatial scales



注:a为水域面积占比,b为建设用地面积占比,c为耕地面积占比,d为沙地面积占比;*表示显著性水平 $P<0.05$,**表示显著性水平 $P<0.01$ 。

图5 景观组成与水质指标的相关性

Fig. 5 Correlation between landscape composition and water quality indicators

在更大空间尺度(800 m和1000 m)内,TP仅与耕地呈显著正相关;EC、TDS和盐度在400 m和1000 m缓冲区内与耕地呈显著正相关。 $\text{NH}_3\text{-N}$ 与建设用地在300 m、400 m和600 m缓冲区内呈显著正相关,其原因是建设用地上的生活和工业活动产生的含氮污染物,通过雨水冲刷等方式进入水体,导致 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度增加。分析结果表明,耕地和建设用地的增加,会导致TP、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、EC、TDS和盐度浓度的增加,对水质变化有负面效应。

2.5 不同空间尺度水质指标与景观指数的相关性

景观指数与水质指标在600 m、800 m和1000 m缓冲区内无显著相关性,因此文中未展示,100 m、200 m、300 m和400 m缓冲区内的相关性分析结果如表3所示,PD在100 m缓冲区内与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 呈显著负相关,在200 m和300 m缓冲区内与DO呈显著负相关。LPI在200 m缓冲区内与DO、 COD_{Cr} 呈显著正相

表3 不同缓冲区内景观指数与水质指标的相关关系

Tab. 3 Correlation between landscape indices and water quality indicators in different buffer zones

缓冲区/m	景观指数	EC	DO	TDS	盐度	COD_{Mn}	$\text{NH}_3\text{-N}$	COD_{Cr}
100	PD	-0.144	-0.522	-0.144	-0.159	-0.024	-0.605*	0.311
	LPI	0.055	-0.080	0.055	0.063	0.265	0.138	-0.023
	ED	-0.201	-0.318	-0.201	-0.204	-0.099	-0.523	-0.013
	LSI	-0.124	-0.249	-0.124	-0.130	-0.002	-0.513	-0.041
	CONTAG	0.178	0.077	0.178	0.194	0.177	0.135	-0.013
	SHDI	-0.059	0.118	-0.059	-0.052	-0.374	-0.196	-0.114
200	PD	-0.377	-0.561*	-0.377	-0.381	0.013	-0.359	-0.292
	LPI	0.424	0.543*	0.424	0.452	0.526	0.352	0.564*
	ED	-0.495	-0.712**	-0.495	-0.509	-0.155	-0.700**	-0.326
	LSI	-0.528	-0.767**	-0.528	-0.522	-0.162	-0.667**	-0.351
	CONTAG	0.257	0.341	0.257	0.278	0.533*	0.429	0.322
	SHDI	-0.451	-0.568*	-0.451	-0.463	-0.347	-0.476	-0.643*
300	PD	-0.446	-0.634*	-0.446	-0.449	0.053	-0.502	-0.030
	LPI	0.711**	0.659*	0.711**	0.724**	0.294	0.366	0.668**
	ED	-0.801**	-0.723**	-0.801**	-0.805**	-0.290	-0.700**	-0.321
	LSI	-0.792**	-0.700**	-0.792**	-0.796**	-0.261	-0.702**	-0.300
	CONTAG	0.563*	0.139	0.563*	0.569*	0.666**	0.266	0.606*
	SHDI	-0.648*	-0.438	-0.648*	-0.650*	-0.293	-0.455	-0.730**
400	PD	-0.275	-0.475	-0.275	-0.286	-0.007	-0.355	0.019
	LPI	0.604*	0.664**	0.604*	0.623*	0.193	0.292	0.380
	ED	-0.626*	-0.620*	-0.626*	-0.634*	-0.216	-0.660*	-0.311
	LSI	-0.688**	-0.594*	-0.688**	-0.692**	-0.191	-0.628*	-0.291
	CONTAG	0.538*	0.042	0.538*	0.542*	0.353	0.183	0.520
	SHDI	-0.486	-0.284	-0.486	-0.489	-0.180	-0.431	-0.404

注:EC为电导率,DO为溶解氧,TDS为溶解性固体, COD_{Mn} 为高锰酸盐指数, $\text{NH}_3\text{-N}$ 为氨氮, COD_{Cr} 为化学需氧量,PD为斑块密度,LPI为最大斑块指数,ED为边缘密度,LSI为景观形状指数,CONTAG为蔓延度指数,SHDI为香农多样性指数;*表示显著性水平 $P<0.05$,**表示显著性水平 $P<0.01$ 。

关,在300 m和400 m缓冲区内与EC、DO、TDS、盐度呈显著正相关,且在300 m缓冲区内与 COD_{Cr} 也成显著正相关。ED、LSI在200 m缓冲区内与DO、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 呈显著负相关,在300 m和400 m缓冲区内除了与 COD_{Mn} 、 COD_{Cr} 相关性不显著,与其他水质指标呈显著负相关。CONTAG在200 m缓冲区内与 COD_{Mn} 呈正相关,在300 m和400 m缓冲区都与EC、TDS、盐度呈正相关性,不同的是在300 m缓冲区内CONTAG还与 COD_{Mn} 、 COD_{Cr} 呈正相关。SHDI在200 m缓冲区内与DO、 COD_{Cr} 呈显著负相关,在300 m缓冲区内与EC、TDS、盐度、 COD_{Cr} 呈显著负相关。结果显示,PD、ED、LSI和SHDI与相应水质指标呈负相关,对水质有正效应,而LPI和CONTAG与相应水质指标呈正相关。从相关性分析结果也可以看出,在不同缓冲区内景观指数与水质指标的相关程度存在差异,但总体上表现为300 m缓冲区内相关性最强,表明在300 m缓冲区内景观格局与水质之间的相互作用最强,景观的多样性、连通性和聚集程度等因素对水质的影响更加显著。

3 讨论

3.1 梨园河流域景观类型对河流水质的影响

不同的景观类型通过影响地表径流、污染物的迁移转化和输入输出等水文特征^[21],最终影响水质变化,利用两者之间的相关性可快速预测水质指标变化^[22]。调查结果显示,在300 m和400 m缓冲区内耕地与TP呈显著正相关($r=0.680$ 、 $r=0.650$),其原因是临泽县为农业县,总灌溉面积 $7.38\times 10^4\text{ hm}^2$,耕地中使用化肥农药等农业活动较多,未被农作物吸收的氮、磷、无机物和农药在降雨过程中随地表径流进入水体,导致水体中污染物浓度增加^[23]。此外,调查表明,建设用地与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和TP在300 m缓冲区内相关性最强($r=0.561$ 、 $r=0.570$),一方面建设用地上承载了生活污水的排放、工业生产和废弃物堆放等众多人类活动,使其本身就成为重要污染源^[24],另一方面非透水性下垫面的增加,缩短了径流形成时间和增加了径流流量,为污染物的迁移提供了通道^[25]。沙地与水质指标(除WT和DO)呈负相关关系,可能是由于干旱内陆区沙地承载的人类活动较少且本身比较贫瘠,污染物负荷少^[26],而且沙地也可以作为滤料,通过吸附和过滤起到净化水质的作

用。水域面积对内陆河流水质的影响较轻,其主要原因是干旱内陆区降水稀少,未能对污染物起到稀释作用。上述研究结果与无定河及延河流域^[27]的结果一致,表明在干旱区,耕地和建设用地也呈现一定的消极效应,为主要的“源”景观类型,而沙地有净化水质的效果,但水域面积对水质作用影响甚微。

3.2 梨园河流域景观格局对水质的影响

河流水质不仅受景观组成类型的影响,更受景观空间配置的制约,景观格局指数能很好的浓缩景观格局信息,对水体中污染物的负荷量进行很好的解释,利用两者之间的关联性,可以预测水质变化^[28]。研究结果显示,LPI与 COD_{Cr} 呈显著正相关($r=0.668$, $P<0.01$),PD与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 呈显著负相关($r=-0.605$, $P<0.05$),其主要原因是耕地作为干旱内陆区优势地类,其斑块面积大易造成更多污染物的产生和输出,而耕地的破碎化空间分布会提高污染物被其他边界或斑块拦截的概率^[29]。LSI和SHDI从斑块类型和斑块分布均衡程度两方面反映了景观多样性与异质性,CONTAG反映了景观连通性和聚集程度。本研究表明,在300 m缓冲区内景观指数与水质指标相关性最强,其中,LSI与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 呈显著负相关($r=-0.702$, $P<0.01$),SHDI与 COD_{Cr} 呈显著负相关($r=-0.730$, $P<0.01$),而CONTAG与 COD_{Cr} 呈显著正相关($r=0.606$, $P<0.05$)。表明汇流过程中流经的景观多样性和异质性越高,各种斑块类型分布越均衡,建设用地和耕地的优势度、聚集度和主导作用会有所降低,减少了“源”景观对水质的威胁程度^[30]。与林地覆盖率在80.15%的秦岭南麓小流域^[31]相比,CONTAG的增大导致林地的聚集度增加,对污染物的拦截作用也增强,而以耕地和建设用地为主的干旱内陆区,CONTAG越高,耕地和建设用地与周边地类连通性增加,有利于污染物汇集路径的缩短,但LSI和SHDI越高,会降低“源”景观类型的优势度和聚集度,从而减少污染物的输出。

3.3 梨园河流域景观格局影响地表水质的特征尺度

不同缓冲区景观构成和景观指数对水质指标变化的解释能力如表4所示,据此筛选出对水质指标影响最大的空间尺度。冗余分析结果表明,景观构成对水质变化的解释能力小于景观指数的解释能力。不同缓冲区景观构成对水质指标变化的解释能力表现为:300 m>100 m>200 m>1000 m>800 m>600 m>

表4 不同缓冲区下景观构成和景观指数对水质的解释率

Tab. 4 Explanatory rates of landscape composition and landscape indices for water quality under different buffer zones

景观格局	缓冲区/m	解释率/%		
		轴一	轴二	所有轴
景观构成	100	10.2	8.2	19.5
	200	9.9	7.9	18.8
	300	14.4	5.7	26.7
	400	7.4	6.5	16.1
	600	8.1	6.6	17.1
	800	10.6	5.8	17.6
	1000	10.7	4.4	17.9
景观指数	100	20.2	10.6	38.4
	200	26.2	21	54.6
	300	41.1	11.7	60.9
	400	31.7	14.1	53.4
	600	32.4	10.1	47.7
	800	31.6	9.5	47.4
	1000	30.8	8.6	47.1

400 m, 300 m缓冲区景观构成对水质指标的解释能力最强达26.7%;不同缓冲区景观指数对水质指标变化的解释能力表现为:300 m>200 m>400 m>600 m>800 m>1000 m>100 m, 300 m缓冲区景观指数对水质指标的解释能力最强达60.9%。景观构成和景观指数对水质指标变化的解释率均在300 m缓冲区内最高,因此确定300 m缓冲区是景观构成和景观指数对水质指标影响最大的特征尺度。

地表水质变化与景观格局之间存在一个最佳的响应尺度,而最佳响应尺度的确定存在一定差异。如表5所示,以林地为主的青弋江流域和东南

表5 景观格局影响地表水质的特征尺度

Tab. 5 Characteristic scales of landscape patterns affecting surface water quality

研究区	类型	优势地类	设置缓冲区尺度/m	特征尺度/m	参考文献
艾比湖区域	湖泊	耕地、未利用地	100、200、300、400	300	[22]
东南山丘区	水库	林地	100、300、500、800、1000	800	[32]
苏南地区	坑塘	耕地、水域	100、200、300、400、500	100	[28]
青弋江流域	河流	林地	100、200、500、1000、2000	500	[35]
本研究区	河流	耕地、建设用地	100、200、300、400、800、1000	300	-

山丘区的特征尺度大于以耕地为主的流域,主要是因为缓冲区内优势地类的差异所致。东南山丘区的林地占比超过了72%^[32],在地表径流驱动的沉积物和污染物运移过程中,起到控制污染物类型和减少污染量的作用^[33],而以耕地和建设用地为主的梨园河流域,河流近距300 m缓冲区内林草地占比较低(<2%)且景观更为破碎化($PD=22.32 \text{ n} \cdot \text{km}^{-2}$),降水过程中缺乏林草地的截留作用,有利于地表径流的形成和养分输出^[34]。因此在以耕地和建设用地为主的干旱内陆区,要重点关注300 m缓冲区内景观格局,在河流两岸300 m的范围内增加林草地的种植面积,提高林草地对污染物的截留和阻滞能力,减小耕地和建设用地的聚集度和连通性,对干旱内陆区地表水质的保护起到重要作用。

4 结论

(1) 梨园河除 COD_{Cr} 指标外, DO 、 TP 、 COD_{Mn} 、 NH_3-N 均满足Ⅱ类水质标准;不同缓冲区尺度景观组成存在差异,但耕地是主要的景观类型,面积占比在52%~56%;景观破碎化、人类干扰程度以及斑块之间的相互作用随缓冲区的增大而减小,而景观多样性、连通性和聚集程度则呈现出相反的趋势。

(2) 通过对干旱内陆区梨园河流域景观格局与河流水质关系的研究,发现耕地与 DO 、 TP 、 EC 、 TDS 和盐度呈显著正相关,建设用地与 TP 和 NH_3-N 呈显著正相关,而水域与水质指标的相关性不显著;景观格局指数 LPI 和 $CONTAG$ 与河流水质呈正相关,而 PD 、 ED 、 LSI 和 $SHDI$ 与河流水质呈负相关。

(3) 研究表明,耕地和建设用地是干旱内陆区主要“源”景观类型,对地表水质有负面影响。耕地和建设用地的最大斑块所占比例以及连通性的增加会导致污染物的产生和输出,而景观类型的多样性和异质性越高,“源”景观类型的优势度、聚集度和主导作用会有所降低,从而起到净化水质的作用。

(4) 根据冗余分析结果,及与其他研究区域对比分析发现300 m缓冲区是干旱内陆区景观格局对水质指标影响的最佳缓冲区尺度,应重点关注300 m缓冲区范围内景观的规划和配置。通过增加林草地的种植密度,提高林草地的聚集度和连通性,控制

城镇污水排放与垃圾集中处理,来提高干旱内陆区水生态功能。

参考文献(References):

- [1] Li J Q, Shen Z Y, Cai J Y, et al. Copula-based analysis of socio-economic impact on water quantity and quality: A case study of Yitong River, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 859: 160176.
- [2] Liu Z, Liu L, Li Y, et al. Influence of urban green space landscape pattern on river water quality in a highly urbanized river network of Hangzhou city[J]. *Journal of Hydrology*, 2023, 621: 129602.
- [3] Peng S, Li S. Scale relationship between landscape pattern and water quality in different pollution source areas: A case study of the Fuxian Lake watershed, China[J]. *Ecological Indicators*, 2020, 121: 107136.
- [4] Hu X, Wang H, Zhu Y, et al. Landscape characteristics affecting spatial patterns of water quality variation in a highly disturbed region[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2019, 16(12): 2149.
- [5] 吕志强, 庆旭瑶, 任玉芬, 等. 山地城市河流土地利用结构对水质的影响——以重庆市为例[J]. *湖泊科学*, 2016, 28(2): 319–327. [Lü Zhiqiang, Qing Xuyao, Ren Yufen, et al. Effects of land use pattern on water quality in mountainous city: A case study of Chongqing City[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2016, 28(2): 319–327.]
- [6] Mainali J, Chang H. Landscape and anthropogenic factors affecting spatial patterns of water quality trends in a large river basin, the republic of Korea[J]. *Journal of Hydrology*, 2018, 564: 26–40.
- [7] Wu J, Lu J. Spatial scale effects of landscape metrics on stream water quality and their seasonal changes[J]. *Water Research*, 2021, 191: 116811.
- [8] Nafi' Shehab Z, Jamil N R, Aris A Z, et al. Spatial variation impact of landscape patterns and land use on water quality across an urbanized watershed in Bentong, Malaysia[J]. *Ecological indicators*, 2021, 122: 107254.
- [9] 米秋菊, 边玉明, 甄立鹏, 等. 土地利用结构与景观格局对黎河水质的影响[J]. *水生态学杂志*, 2024, 45(3): 78–85. [Mi Qiuju, Bian Yuming, Zhen Lipeng, et al. Impacts of land use structure and landscape pattern on water quality in Lihe River[J]. *Journal of Hydroecology*, 2024, 45(3): 78–85.]
- [10] 胡琳, 李思悦. 不同空间尺度土地利用结构与景观格局对龙川江流域水质的影响[J]. *生态环境学报*, 2021, 30(7): 1470–1481. [Hu Lin, Li Siyue. Scale effects of land use structure and landscape pattern on water quality in the Longchuan River Basin[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2021, 30(7): 1470–1481.]
- [11] 方娜, 刘玲玲, 游清徽, 等. 不同尺度土地利用方式对鄱阳湖湿地水质的影响[J]. *环境科学*, 2019, 40(12): 5348–5357. [Fang Na, Liu Lingling, You Qinghui, et al. Effects of land use types at different spatial scales on water quality in Poyang Lake Wetland[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(12): 5348–5357.]
- [12] 吕乐婷, 高晓琴, 刘琦, 等. 东江流域景观格局对氮、磷输出的影响[J]. *生态学报*, 2021, 41(5): 1758–1765. [Lü Leting, Gao Xiaoqin, Liu Qi, et al. Influence of landscape pattern on nitrogen and phosphorus output in the Dongjiang River Basin[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, 41(5): 1758–1765.]
- [13] 曹灿, 张飞, 阿依尼格尔·亚力坤, 等. 艾比湖区域景观格局与河流水质关系探讨[J]. *环境科学*, 2018, 39(4): 1568–1577. [Cao Can, Zhang Fei, Ayinigeer Yalikun, et al. Relationship between landscape pattern and water quality in the Ebinur Lake region[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(4): 1568–1577.]
- [14] 张微微, 李晓娜, 王超, 等. 密云水库上游白河地表水质对不同空间尺度景观格局特征的响应[J]. *环境科学*, 2020, 41(11): 4895–4904. [Zhang Weiwei, Li Xiaona, Wang Chao, et al. Water quality response to landscape pattern at different spatial scales in baihe river in the upper reaches of the Miyun Reservoir[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(11): 4895–4904.]
- [15] Hashemi F, Olesen J E, Dalgaard T, et al. Review of scenario analyses to reduce agricultural nitrogen and phosphorus loading to the aquatic environment[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 573: 608–626.
- [16] 谭娟, 熊丽君, 王卿, 等. 不同时空尺度下土地利用结构与空间格局对苏州河水质的影响[J]. *环境科学*, 2024, 45(2): 768–779. [Tan Juan, Xiong Lijun, Wang Qing, et al. Effects of land use structure and spatial pattern at different temporal and spatial scales on water quality in Suzhou Creek[J]. *Environmental Science*, 2024, 45(2): 768–779.]
- [17] 张清寰, 齐识, 马金珠. 甘肃梨园河流域地下水来源及其水化学特征[J]. *干旱区研究*, 2012, 29(5): 898–906. [Zhang Qinghuan, Qi Shi, Ma Jinzhu. The sources and hydrochemical properties of groundwater in the Liyuan River Basin, Gansu Province[J]. *Arid Zone Research*, 2012, 29(5): 898–906.]
- [18] 顾洋, 张平究, 秦风约, 等. 多时空景观格局对南淝河水质的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2024, 43(7): 1580–1589. [Gu Yang, Zhang Pingjiu, Qin Fengyue, et al. Impact of multi-temporal and spatial landscape patterns on the water quality of the Nanfei River[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2024, 43(7): 1580–1589.]
- [19] 代孟均, 张兵, 杜倩倩, 等. 不同缓冲区的土地利用方式对地表水水质的影响: 以海河流域天津段为例[J]. *环境科学*, 2024, 45(3): 1512–1524. [Dai Mengjun, Zhang Bing, Du Qianqian, et al. Effects of land use types on water quality at different buffer scales: Tianjin section of the Haihe River Basin as an example[J]. *Environmental Science*, 2024, 45(3): 1512–1524.]
- [20] 吕乐婷, 郑晓宇, 刘琦, 等. 非点源污染对景观格局响应的空间尺度效应——以东北太子河流域为例[J]. *应用生态学报*, 2024, 35(4): 1112–1122. [Lü Leting, Zheng Xiaoyu, Liu Qi, et al. Spatial scale effects of landscape patterns on non-point source pollution: A case study of Taizi River Basin in Northeast China[J].

- Chinese Journal of Applied Ecology, 2024, 35(4): 1112–1122.]
- [21] 项颂, 庞燕, 储昭升, 等. 入湖河流水质对土地利用时空格局的响应研究: 以洱海北部流域为例[J]. 环境科学, 2016, 37(8): 2947–2956. [Xiang Song, Pang Yan, Chu Zhaosheng, et al. Response of inflow water quality to land use pattern in northern watershed of Lake Erhai[J]. Environmental Science, 2016, 37(8): 2947–2956.]
- [22] 王小平, 张飞, 李晓航, 等. 艾比湖区域景观格局空间特征与地表水质的关联分析[J]. 生态学报, 2017, 37(22): 7438–7452. [Wang Xiaoping, Zhang Fei, Li Xiaohang, et al. Correlation analysis between the spatial characteristics of land use/cover landscape pattern and surface-water quality in the Ebinur Lake area[J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(22): 7438–7452.]
- [23] Li K, Chi G, Wang L, et al. Identifying the critical riparian buffer zone with the strongest linkage between landscape characteristics and surface water quality[J]. Ecological Indicators, 2018, 93: 741–752.
- [24] 胡艳芳, 范中亚, 陈昭婷, 等. 汕头市练江流域景观格局与水质的关联分析[J]. 中国环境监测, 2021, 37(3): 126–133. [Hu Yanfang, Fan Zhongya, Chen Zhaoting, et al. Correlation analysis between landscape pattern and water quality in the Lianjiang River watershed in Shantou City[J]. Environmental Monitoring in China, 2021, 37(3): 126–133.]
- [25] Ding J, Jiang Y, Liu Q, et al. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: A multi-scale analysis[J]. Science of the Total Environment, 2016, 551: 205–216.
- [26] 周俊菊, 向鹏, 王兰英, 等. 祁连山东部冰沟河流域景观格局与河流水化学特征关系[J]. 生态学报, 2019, 38(12): 3779–3788. [Zhou Junju, Xiang Juan, Wang Lanying, et al. Relationship between landscape pattern and hydrochemical characteristics of Binggou River Basin in eastern Qilian Mountains[J]. Chinese Journal of Ecology, 2019, 38(12): 3779–3788.]
- [27] 张旭达, 韩谓, 孙长顺, 等. 无定河及延河流域不同时空尺度下土地利用对水质的影响[J]. 环境科学, 2024, 45(8): 4540–4552. [Zhang Xuda, Han Xu, Sun Changshun, et al. Effects of landscape pattern on water quality at different spatial and temporal scales in Wuding River Basin and Yanhe River Basin[J]. Environmental Science, 2024, 45(8): 4540–4552.]
- [28] 乔郭亮, 周寅康, 顾铮鸣, 等. 苏南地区景观格局特征与坑塘水质关联关系[J]. 农业工程学报, 2021, 37(10): 224–234. [Qiao Guoliang, Zhou Yinkang, Gu Zhengming, et al. Analysis of the linkage between landscape pattern and the water quality of ponds in Southern Jiangsu of China[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2021, 37(10): 224–234.]
- [29] 胡和兵, 刘红玉, 郝敬锋, 等. 南京市九乡河流域景观格局空间分异对河流水质的影响[J]. 环境科学, 2012, 33(3): 794–801. [Hu Hebing, Liu Hongyu, Hao Jingfeng, et al. Influence of spatial difference on water quality in Jiuxiang River Watershed, Nanjing [J]. Environmental Science, 2012, 33(3): 794–801.]
- [30] Jiang Y, Xie Z, Zhang H, et al. Effects of land use types on dissolved trace metal concentrations in the Le'an River Basin, China [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2017, 189: 1–19.
- [31] 徐明珠, 徐国策, 乔海亮, 等. 秦岭南麓小流域不同空间尺度景观格局对水质的影响分析[J]. 环境科学学报, 2023, 43(10): 396–406. [Xu Mingzhu, Xu Guoce, Qiao Hailiang, et al. Influence of different spatial scale landscape patterns on water quality in a small watershed at the southern foot of the Qinling Mountains[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2023, 43(10): 396–406.]
- [32] 张鹏, 刘慧, 王为木, 等. 东南山丘区水库流域多空间尺度景观格局对水质的影响[J]. 水生态学杂志, 2023, 44(3): 17–25. [Zhang Peng, Liu Hui, Wang Weimu, et al. Effects of multi-spatial scale landscape patterns on water quality in the reservoir basin of the southeastern hilly region[J]. Journal of Hydroecology, 2023, 44 (3): 17–25.]
- [33] Marmontel C V F, Lucas-Borja M E, Rodrigues V A, et al. Effects of land use and sampling distance on water quality in tropical headwater springs (Pimenta creek, São Paulo State, Brazil)[J]. Science of the Total Environment, 2018, 622: 690–701.
- [34] Shigaki F, Sharpley A, Prochnow L I. Rainfall intensity and phosphorus source effects on phosphorus transport in surface runoff from soil trays[J]. Science of the Total Environment, 2007, 373(1): 334–343.
- [35] 杨强强, 徐光来, 杨先成, 等. 青弋江流域土地利用/景观格局对水质的影响[J]. 生态学报, 2020, 40(24): 9048–9058. [Yang Qiangqiang, Xu Guanglai, Yang Xiancheng, et al. Responses of water quality to land use & landscape pattern in the Qingyijiang River watershed[J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(24): 9048–9058.]

Impacts of landscape patterns on surface water quality in the Liyuan River Basin

WANG Yu^{1,2}, LI Neng'an¹, LUO Tianfeng³, ZHANG Ying⁴, YUAN Xingpeng¹,
TIAN Miao¹, XIN Yaling¹, HU Feiyan¹

(1. School of Energy and Power Engineering, Lanzhou University of Technology, Lanzhou 730050, Gansu, China;
2. Key Laboratory of Biomass Energy and Solar Energy Complementary Energy Supply System of Gansu Province,
Lanzhou 730050, Gansu, China; 3. Water Conservancy Project Construction Cost and Fee Management Center,
Gansu Provincial Water Conservancy Department, Lanzhou 730046, Gansu, China; 4. Gansu Provincial Water
Environment Monitoring Centre, Lanzhou 730000, Gansu, China)

Abstract: Studying the degree and mechanism of landscape pattern's influence on inland river water quality is of great significance for the water environment protection of inland river basins in arid areas. This study was based on the Liyuan River in Linze County. We studied landscape pattern data and measured water quality, using redundancy and correlation analyses to investigate the relationship between landscape patterns and water quality in different buffer zones. The water bodies in the study area generally met the Class II water quality standard, except for the average value of the chemical oxygen demand (COD_{Cr}) concentration, which fell into Class III. Additionally, the average dissolved oxygen (DO), total phosphorus (TP), permanganate index (COD_{Mn}), and ammonia nitrogen ($\text{NH}_3\text{-N}$) concentration values met the Class II water quality standard. The buffer zone's landscape composition was dominated by arable land, and construction land was the second largest type. Analyzing the landscape index revealed that the strength of human activities was not evenly distributed in the buffer zone, and the degree of human interference was the greatest in the 100 m buffer zone. The human interference degree in the 100 m buffer zone was the greatest. The proportion of cultivated land was significantly and positively correlated with DO, TP, electrical conductivity (EC), dissolved solids (TDS), and salinity, while constructed land was significantly and positively correlated with TP and $\text{NH}_3\text{-N}$. The largest patch index (LPI) and contagion index (CONTAG) were positively correlated with the water quality indicators, whereas patch density (PD), edge density (ED), landscape shape index (LSI), and Shannon's diversity index (SHDI) were negatively correlated. Redundancy analysis indicated that the explanatory rate of the changes in the water quality indicators by the composition of the landscape and landscape indices was the highest in the 300 m buffer zone. The analysis indicated that the explanatory rate of landscape composition and index on water quality index changes were the highest in the 300 m buffer zone, and the 300 m buffer zone was determined to be the optimal buffer scale for landscape pattern's influence on the water quality index. Therefore, optimizing the landscape structure within the 300 m buffer zone to enhance the retention and adsorption capacity of pollutants can improve the water quality of the Liyuan River.

Keywords: correlation analysis; landscape pattern; water quality; Liyuan River